

総 説

放射性セシウムの土壌中での挙動と農作物への移行

内田 滋夫

(独) 放射線医学総合研究所 特別上席研究員

〒263-8555 千葉市稲毛区穴川 4-9-1

1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所の事故により、主に平成 23 年の 3 月中に大量の放射性核種が大気中および海洋中に放出された。事故後 2 年半経過しており、現在土壌中に検出される原発事故由来の主な放射性核種は放射性セシウム、すなわち、セシウム-134 (^{134}Cs 、物理的半減期^{注1}は約 2.1 年) とセシウム-137 (^{137}Cs 、物理的半減期は約 30 年)、である。特に、 ^{137}Cs は今後長く環境中に存在するため、長期にわたる環境での動きを把握する必要がある。

環境中に放出された ^{137}Cs と言えば、1986 年に起きたチェルノブイリ原発事故が挙げられるが、1950 年代後半から 60 年代前半にかけて行われた大気圏内核実験でも環境中に大量の人工放射性核種が放出されている。核実験により環境中に放出された人工放射性核種(グローバル・フォールアウト核種と呼ばれている)の中で、半減期が長い ^{137}Cs や ^{90}Sr 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 等は、今でも環境中に広く分布している。図 1 は気象研究所が測定してきた日本における ^{137}Cs の年間降下量を示したものである。1963 年には ^{137}Cs が雨やほこりと共に 1 m^2 当たり 1900 ベクレル (Bq ^{注2}) 降下してきた。その後、降下量は減少しており、1980 年代後半には 1 m^2 当たり 1 Bq 以下となった。しかし、後述するように、降下してきた ^{137}Cs の多くは表層土壌に蓄積している。グローバル・フォールアウトの ^{137}Cs の生物圏における挙動に関する既存のデータを改めて見直すことで、現在取得さ

れつつある環境挙動データを、より深く理解することができるとともに、将来予測に有効な知見を与える。そこで、本稿では、放射性 Cs に関して土壌中での挙動や土壌から農作物への移行について、現在までに分かっている知見をまとめて解説する。

(注 1 : ある放射性核種が放射線を出して別の核種に変化することで数を減らしていく際に、元々の数の半分になるのに要する時間)

(注 2 : 1 秒間あたりに放射性核種が崩壊する個数)

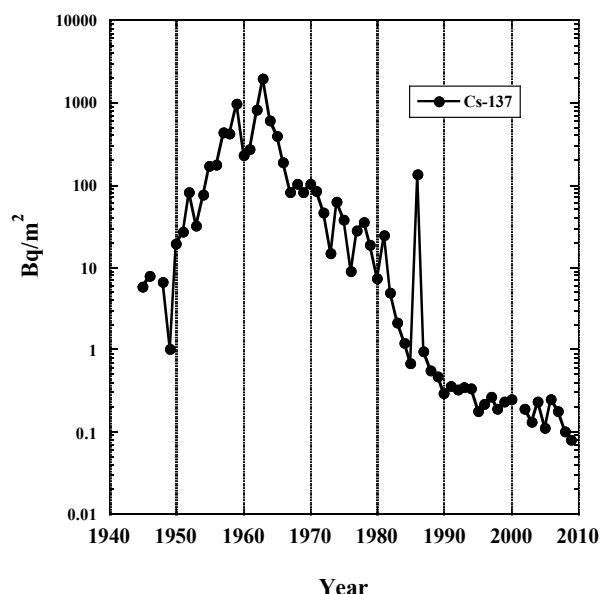


図 1 核実験等により日本に降下してきた Cs-137 の年間あたりの量 ($\text{Bq}/\text{m}^2/\text{year}$) . 1986 年のピークはチェルノブイリ原発の影響

2. 福島第一原子力発電所事故由来の放射性核種とその物理的半減期

福島第一原子力発電所から環境中に様々な放射性核種が放出された。例えば、約 220 km 離れた千葉市において、日本分析センターは空気中に、 ^{85}Kr 、 ^{133}Xe 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs 、 ^{136}Cs 、 ^{137}Cs 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ および ^{132}Te が 3 月中に測定されたと報告している²⁾。実際に地表面に降下したものとしては、千葉市の放射線医学総合研究所が、屋上において降下物を 3 月 15 日～4 月 22 日に採取し、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{133}I 、 ^{134}Cs 、 ^{136}Cs 、 ^{137}Cs 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{132}Te を検出している³⁾。また、原発から約 20 km の地点で 4 月 20 日に採取された土壌では、主に ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs が検出された他、 ^{136}Cs 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ 等が検出された⁴⁾。土壌には希ガス成分は沈着しないので、それ以外の核種に着目すると、どの地点でもほぼ同じような核種が確認されていることがわかる。

放射性核種の物理的半減期は、放射性核種の特性的の一つであるが、放射線の影響を評価する場合や、放射性核種の環境挙動を評価する際には、重要な因子である。福島第一原子力発電所事故由来の主な放射性核種の物理的半減期を表 1 に示す。半減期 10 回で、放射能はほぼ千分の一になる。例えば ^{131}I の物理的半減期は約 8 日なので、80 日経過すると千分の 1 になる。原発から 30 km 以遠で採取された土壌試料には、 ^{131}I が最大 117 万 Bq/kg という値も報告されていたが、半年ほど経

過するとほぼゼロである。したがって、 ^{131}I 等の短半減期核種が環境中に放出された場合、放出直後の内部被ばくや外部被ばくが重要となるが、時間が経過すれば、物理的半減期が短い放射性核種は減衰して無くなってしまう。

また、 ^{90}Sr や Pu 等も土壌などから検出されたと報告されている⁵⁾。これらの物理的半減期は、 ^{90}Sr で 28.8 年、 ^{239}Pu で 2.4 万年と長い。Zheng ら⁶⁾によると、福島原発から 20-30 km 離れた地点で、落葉などから原発事故由来の汚染が認められたが、 $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度は、0.019～1.4 mBq/g であり、大気圏内核実験によって土壌に存在するグローバル・フォールアウトの濃度 (0.15-4.31 mBq/g) の範囲内であった。このように、 ^{90}Sr や Pu が陸域において微量しか検出されなかったのは、両核種とも比較的飛散しにくい性質のためである。これらの核種はより多く原発近傍に降下した可能性はあるが、大気放出の量としては、チェルノブイリ原発事故に比べて極めて少ないと考えられる。

このようなことから、今後、陸域環境において最も重要と考えられる放射性核種は、 ^{137}Cs および ^{134}Cs である。 ^{137}Cs と ^{134}Cs は、環境中では同じ挙動をするが、物理的半減期が異なるため、時間が経過するにしたがい、それぞれの存在量、すなわち放射エネルギーは異なってくる。2011 年 3 月 12 日の放出時点での ^{137}Cs と ^{134}Cs の比はほぼ 1 : 1 であった。図 2 は、放出時点で土壌表面に沈着した放射性 Cs (^{137}Cs と ^{134}Cs の合計値) を仮に 10000 とした場合、 ^{137}Cs と ^{134}Cs および放射性 Cs が時間とともにどのように減少していくかを示したものである。放出時点では、 ^{137}Cs と ^{134}Cs はそれぞれ、5000 である。前述したように、 ^{137}Cs と ^{134}Cs はそれぞれの物理的半減期に従い減衰してゆく。 ^{134}Cs は物理的半減期が 2.1 年であるから、約 7 年で 10%、10 年で 3%になる。

一方、 ^{137}Cs は、物理的半減期が 30 年であるから、数年ではほとんど減衰しない。10 年経過しても約 20%が減少するだけで 80%は残っている。

表 1 福島事故により放出された放射性核種の物理的半減期

| 放射性核種 | 物理的半減期 |
|-------------------|--------------------|
| ヨウ素 132 (I-132) | 2.3 時間 (Te-132 より) |
| テルル 132 (Te-132) | 3.2 日 |
| ヨウ素 131 (I-131) | 8.02 日 |
| セシウム 136 (Cs-136) | 13.2 日 |
| セシウム 134 (Cs-134) | 2.06 年 |
| セシウム 137 (Cs-137) | 30.2 年 |

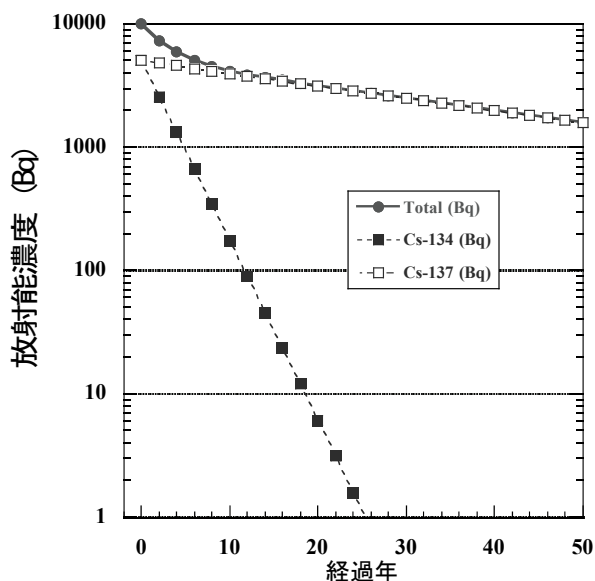


図2 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs およびその合計値（初期値を10000 Bqとする）の時間変化

土壌に沈着した放射性Csは、この ^{137}Cs と ^{134}Cs の合計値となる。最初の10年間は ^{134}Cs の減衰により濃度が徐々に減少するが、10年以降は主に ^{137}Cs が残り、減少速度は極めて遅くなる。これは、土壌表層に沈着した放射性Csがどこにも移動しないという仮定での話である。実際には、さらなる追加汚染がなければ、流水によって主に土壌粒子が流亡することによる表面からの流出、降雨による深部への移動、植物による吸収、等の環境影響があり、放射性Csの濃度は、物理学的半減期よりもさらに早く減少する。どの程度早く減少するかは環境条件により異なる。現在、様々なフィールドにおいて、放射性セシウムがどのように減少しているかの実測が行われている。まだ、十分なデータが得られていないが、将来の放射性Csの濃度予測を行う上で重要なデータとなる。ちなみに、駒村ら⁷⁾は、グローバル・フォールアウトの ^{137}Cs の調査結果から、様々な因子を考慮した半減期（実効半減期）を求めており、全国平均で水田では16年、畑地では18年であった。

3. 環境中での ^{137}Cs の挙動

(1) 土壌中での挙動

グローバル・フォールアウト核種のうち、特に物理的半減期が長い ^{137}Cs や ^{90}Sr 等は長期間に渡り大気から地球表面に降下し、現在も環境中に広く分布している。これらの放射性核種の地球表面の濃度分布は気流の関係で様々ではなく、北半球では特に核実験の回数が多かった中緯度地域で高く、低緯度地域で低いことが知られている。ここでは、我が国で観察された ^{137}Cs の挙動について簡単に述べる。

全国の未攪乱の表層土壌（0-5 cm）中の ^{137}Cs 濃度の経年変化を図3に示す⁸⁾。日本においては ^{137}Cs 濃度は、採取地点や土質の違いにより1960年代では1桁以上異なり、高いところでは100 Bq/kg以上であった。一般的に、日本海側で高く太平洋側で低くなる傾向を示す。これは風向きと降水量に依存しているためである。すなわち、偏西風によって運ばれた放射性核種を含む空気塊が日本中央の山脈に当たって雨や雪と共に降下するため、日本海側で多くなる。

図から明らかなように、表層土壌中の ^{137}Cs 濃度は大きく減少せず、2010年においても ^{137}Cs 濃度が数十 Bq/kg以上である地点が多く存在していることがわかる。

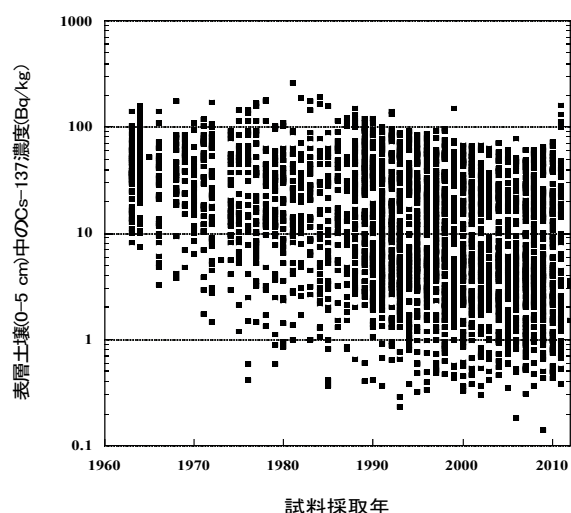


図3 日本各地の土壌（0-5cm）中の ^{137}Cs の経年変化

土壌表面に沈着した ^{137}Cs はあまり下層に移動せず、表層土壌に留まっていることが知られている。 ^{137}Cs は土壌中での移動性が小さく、土壌表面に沈着してから 50 年が経過しても、まだ、表層 5cm に大部分が留まっている。これらの結果から、福島第一原発事故により放出され土壌に沈着した放射性 Cs も、かなり長期間、表層近傍に留まるだろうと予想される。

図 4 は、農林水産省が福島県で平成 24 年 2 月に行った表層土壌中の放射性 Cs の分布状況である 9)。ほとんどの調査地点で 80%以上の放射性 Cs が 0-3cm に留まっていることが分かった。

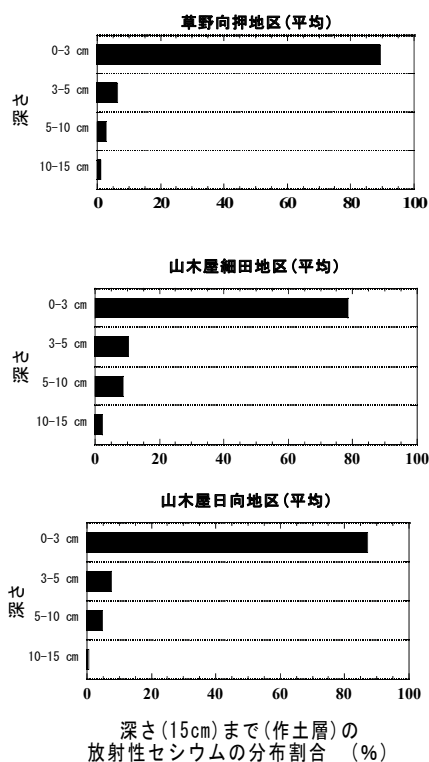


図 4 放射性 Cs の深度別分布状況

(2) 農作物への移行

本節では、環境中に放出された放射性核種の農作物への移行について概説する。環境中に放出された放射性核種は、様々な経路を通り、最終的には吸入や飲食に伴って人体に取り込まれる。放射性核種が農作物に移行し、その農作物を摂取する



図 5 放射性核種の農作物への移行経路

ことにより放射性核種も人体へ移行していく経路は最も重要な内部被ばく経路の一つである。

大気中に放出された放射性核種が農作物へ移行する経路は、大きく分けて 2 つである (図 5) 10)。一つは、大気から直接、農作物の表面へ移行する経路 (直接沈着経路)、もう一つは、放射性核種が土壌に降下し、それらが農作物の根から吸収される経路 (経根吸収経路) である。

原発事故発生後、大気からの放射性核種の降下量が多い期間は、農作物表面 (例えば葉や穂) への直接沈着経路が重要であり、その後の期間では、土壌中に留まった放射性核種の経根吸収経路が重要となる。なお、直接沈着経路による農作物の汚染は、大気からの降下量に依存するので、直接沈着を受けた農作物の収穫が終了するまでの比較的短期間であるのに対し、経根吸収経路では、ほとんどの放射性核種は土壌粒子との接触によって動きにくくなるので、土壌中に長く留まることから、長半減期核種の農作物への汚染は少しずつではあるものの、数年から数十年以上続くことになる。実際に、福島県などで行われている農作物のモニタリングデータを見ると、3 月中旬から 4 月上旬にかけて、非常に高い濃度が報告されているが、その後急激に減少して 7 月以降はほとんど検出限界以下のデータとなっている。

したがって、現在、そして今後は放射性核種の

土壌中での挙動および土壌から農作物への移行が重要となる。なお、直接沈着により葉や枝の部分から放射性 Cs が吸収され、枝や幹に蓄積された後に新芽の部分へ転流する経路が茶葉や果樹、また小麦で確認されているが、小麦は 1 年生の草本植物であるため、その影響はすでに無くなった。木本植物でも影響は低下しつつあることを筆者等は観察している。

(3) 土壌から農作物への移行

土壌から農作物への放射性核種の移行は移行係数 (Transfer Factor, TF) というパラメータで表され、次式で求められる。

$$TF = \frac{\text{農作物可食部中の放射性核種濃度 (Bq/kg)}}{\text{土壌中の放射性核種濃度 (Bq/kg)}}$$

土壌中の濃度に関しては乾重ベースで表されるが、農作物の濃度は、乾重ベースと湿重ベースの 2 つの方法がある。農作物の水分含量は時間により変化するため、正確な移行係数を求めるには、乾重ベースで計算されることが多い。いずれにしても、水分含量が求まっていれば、相互に変換は可能である。TF は、農作物の種類や核種などにより異なる。我が国でも様々な種類の農作物につ

いて TF が取りまとめられている^{11,12)}。

TF は、今回のように新たに放射性 Cs が土壌に添加されたような場合は、時間と共に小さくなることが知られている。そのメカニズムは以下のように考えられる。放射性 Cs は、土壌に添加された直後は土壌溶液中にも存在するが、時間経過とともに土壌固相と接触・収着されることにより、土壌溶液中の量が減少する (エイジング効果)。一般に植物は、土壌溶液中の養分を吸収する。すなわち、添加直後は植物にとって吸収しやすい形態で存在するが、徐々に吸収しにくい形態に変化してゆくことを意味している。図 6 は、米に関して、安定 Cs で求めた TF とグローバル・フォールアウト¹³⁾ ¹³⁷Cs を比較したものである¹³⁾。ほとんどのグローバル・フォールアウトは 1960 年代前半に表層に降下してきたので、土壌に添加されてから約 50 年経過したサンプルであるにも関わらず、¹³⁷Cs の TF の方が安定 Cs の TF よりも数倍高い値であり、完全には平衡に達していない。

これらの結果から、2011 年 3 月に土壌に降下した放射性 Cs の TF は、これまでに報告されている TF よりも大きくなることが予想されたが、報告されている TF は、それほど大きな値ではない¹⁴⁾。なお、平成 23 年度において暫定規制値 (500 Bq/kg) を超えた玄米については、土壌の十分な攪拌が困難な場所で、稲の根張りが浅かった (比較的濃度の高い土壌表層が根圏域となった) など幾つかの要因が重なったこと等が原因であると考えられている。放射性セシウム濃度の高い米が発生する要因については、多くの調査・研究が進められてきたが、平成 25 年 1 月にその要因と対策についてこれまでの調査結果¹⁵⁾が取りまとめられた。

4. おわりに

今後、重要な核種は放射性 Cs であり、外部被ばくおよび内部被ばくに関連してくる。未だ土壌表層にほとんどの放射性 Cs が留まっている現状において、外部被ばくを低減させるためには、濃

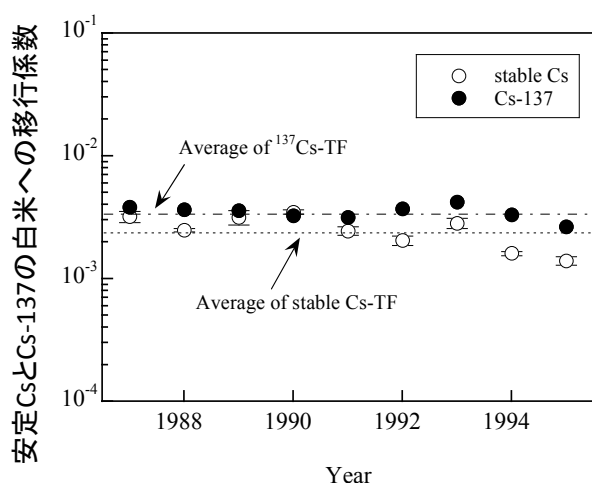


図 6 安定 Cs と Cs-137 の白米への移行係数

度の程度により、表層の除去、深耕、上下層の入れ替え、盛土などの措置をとることができる。また、農作物摂取による内部被ばくについては、土壌からの経根吸収による移行経路が重要になる。一般に放射性 Cs の TF (乾重ベース) はほとんどの農作物で 0.1 を下回っており、乾重ベースではなく生重ベースではさらに低下する。すなわち、土壌中の放射性 Cs は非常に根から吸収されにくい。したがって、今後は食品の基準値 (100 Bq/kg) を超える農産物が出てくる事は極めて希な状況になると予想されるが、安心のためにはモニタリング体制を充実させること、および、さらに調査を継続し、土壌中での挙動や農作物等への移行についても多くのデータを取得して、経過を確認して行く必要がある。

5. 引用文献

- 1) 気象研究所：環境における人工放射能の研究 2011, 2011. 12.
- 2) 公益財団法人日本分析センター, <http://www.jcac.or.jp/fukushima.html>, 2011.
- 3) N. Ishii, et. al.: Health Physics., 104, 189-194, 2013.
- 4) K. Tagami, et. al.: Science of The Total Environment, 409, 4885-4888, 2011
- 5) 文部科学省：
<http://radioactivity.mext.go.jp/ja/list/338/list-1.html>, 2012.
- 6) J. Zheng, et. al.: Scientific Reports, 2, 304, DOI: 10.1038/srep00304, 2012
- 7) 駒村美佐子他：農環研報, 24, 1-24, 2006
- 8) 公益財団法人日本分析センター：環境放射能データベース,
<http://www.kankyo-hoshano.go.jp/>
- 9) 農林水産省：「農地除染対策の技術書」(第 1 編 調査・設計編) 平成 25 年 2 月, 2013
- 10) 内田滋夫：「水, 土壌, 農作物と放射能」-陸域環境放射能研究-, 放射線科学, Vol. 51, 13-23, 2008.
- 11) S. Uchida, et. al.: Journal of Nuclear Science and Technology, 44 (4), 628-640, 2007
- 12) S. Uchida, et. al.: Journal of Nuclear Science and Technology, 44 (5), 779-790, 2007
- 13) S. Uchida, et. al.: Radioprotection, 40 (Suppl. 1), S129-S134, 2005
- 14) 塩沢 昌：水土の知, 80, 539-542, 2012
- 15) 福島県・農林水産省：放射性セシウムの高い米が発生する要因とその対策について, 2012.01.